ARTICULATA 2000 15(1): 65 - 85 ÖKOLOGIE

Habitat, Mobilität und Schutz der Heuschrecken *Sphingonotus caerulans* (L., 1767) und *Oedipoda caerulescens* (L., 1758) in unrekultivierten Folgelandschaften des Braunkohlentagebaus im Südraum Leipzig

Michael Altmoos

Abstract

Habitat, mobility and conservation of the grasshopper species *Sphingonotus caerulans* (L., 1767) and *Oedipoda caerulescens* (L., 1758) in non recultivated brown coal post-mining landscapes south of Leipzig.

Habitat preference and mobility of the grasshopper species *Sphingonotus caerulans* and *Oedipoda caerulescens* were studied between 1996-1998, in order to develop conservation strategies for these species in post-mining landscapes, as these areas have gained importance in nature conservation since the last decade. Mark and Recapture studies reveal three types of mobility: (1) Almost half of the 280 recaptured *S. caerulans*-individuals and two third of the 433 recaptured *Oe. caerulescens*-individuals are stationary with maximum migration distances of 60 m. (2) 44 % of *S. caerulans*-individuals and 25 % of *Oe. carulescens*-individuals move around in their habitat with migration distances exceeding 60 m, but they do not leave the limited habitat. By shifting their action space they gradually increase the populated area. (3) Only 7 % of *S. caerulans* and 4 % of *Oe. caerulescens* dismigrate and were recaptured in another habitat within the same mining site. The maximum migration distance of *S. caerulans* reaches 460 m with a median of 35 m and the maximum migration distance of *Oe. caerulescens* reaches 430 m with a median of 25 m. The analysis of habitat suitability was carried out by recording a variety of habitat factors on different spatial scales. Combinations of keystone variables were inferred from this dataset by using univariate analysis and logistic regression as a multivariate analysis as well as the discussion of biological reasons: Within a scale of 1 m² *S. caerulans* prefers short grass vegetation with a cover of 1-20 % at a height of 5 cm. On a surrounding scale of 25 m² the species prefers a mosaic pattern which consists of bare soil and sparse pioneer vegetation. *Oe. caerulescens* however is more tolerant as this species requires a vegetation cover between 10-50 % at 5 cm height, and on the scale of 25 m² a mosaic pattern is not obligatory. For a successful conservation of *S. caerulans* and *Oe. caerulescens* it is necessary to look beyond single sites towards the context of a larger region: Both species are determinated as „target species“ for brown coal post-mining sites south of Leipzig, because they are endangered in Middle Europe and furthermore this region reveals now an important areal caused by suitable habitats and high population densities. As a consequence a flexible network of priority sites for each of these species is necessary to preserve and develop optimal habitats. In order to sup-

port heterogeneous and dynamic landscapes, wind and water erosion in the non recultivated parts of the priority sites should be accepted to make suitable habitats available. Later on, mosaic patterns of bare soil should be restored by using the technical equipment still existing in mining landscapes.

Zusammenfassung

Die Heuschreckenarten *Sphingonotus caerulans* und *Oedipoda caerulescens* wurden 1996-98 in den grossräumigen unrekultivierten Braunkohlenfolgelandschaften des Südraumes Leipzig auf ihre Mobilität und Habitatpräferenz untersucht, um Schutzkonzepte für diese überregional bedeutenden Sekundärlebensräume abzuleiten. Bei beiden Arten werden nach Fang-Wiederfang-Ergebnissen drei Mobilitätstypen unterschieden: (1) Etwa die Hälfte der insgesamt 280 wiedergefangenen *S. caerulans*-Individuen und ca. zwei Drittel der insgesamt 433 wiedergefangenen *Oe. caerulescens*-Individuen sind stationär mit maximal 60 m Aktionsdistanz. Dieser Anteil ermöglicht im geeigneten Habitat den Aufbau grosser Populationen. (2) 44 % der *S. caerulans*-Individuen und 25 % der *Oe. caerulescens*-Individuen streifen weiter als 60 m umher, verlassen aber das Habitat nicht. Sie verlagern ihre Aktionsräume und können somit die besiedelte Fläche ausweiten. (3) Nur 7 % von *S. caerulans* und 4 % von *Oe. caerulescens* dismigrieren aus dem Habitat und wurden in anderen Habitaten des gleichen Tagebaues wiedergefangen; die grösste ermittelte Aktionsdistanz beträgt bei *S. caerulans* 460 m bei einem Median von 35 m und bei *Oe. caerulescens* 430 m bei einem Median von 25 m. Zur Analyse von Habitatpräferenzen erfolgt eine Einbeziehung verschiedener Raumebenen, für die aus einer Vielzahl räumlich gut erfassbarer Habitatvariablen durch univariate Präferenzanalyse, durch logistische Regression als multivariates Verfahren und nach Diskussion biologischer Kausalitäten regionale Schlüsselfaktoren-Kombination der Habitateignung heraus gearbeitet werden: *S. caerulans* präferiert, bezogen auf 1m², kurzrasige Vegetation mit einem Deckungsgrad von 1-20 %. Auf umgebender Raumebene von 25 m² ist zudem eine mosaikartige Verteilung vegetationsfreier Stellen innerhalb lückiger Pionierrasen erforderlich. *Oe. caerulescens* ist demgegenüber in der Bevorzugung einer Vegetationsdeckung von 10-50 % auf 1 m²-Ebene toleranter, ein Mosaikcharakter der Vegetationsdeckung auf 25 m²-Ebene ist nicht erforderlich. Ein erfolgversprechender Schutz der Arten ist erst über Einzelflächen hinaus für eine grosse Bezugsregion sinnvoll: Beide Arten werden für den Südraum Leipzig als Zielarten abgeleitet, da sie überregional gefährdet sind und hier einen ihrer überregionalen Verbreitungsschwerpunkte besitzen. Zur Erhaltung und Entwicklung ihrer Optimalhabitate und ergänzender Flächen werden flexible Netzwerke von Vorrangflächen gefordert. In den darin priorisierten Flächen sollen zur Schaffung geeigneter Habitate zunächst die noch vorkommende Erosion zugelassen werden, bevor später unter Ausnutzung des hier vorhandenen technischen Gerätes ökonomisch sinnvoll Rohbodenmosaike immer wieder geschaffen werden.

1. Einleitung

Die Blauflügelige Sandschrecke (*Sphingonotus caerulans*) und die Blauflügelige Ödlandschrecke (*Oedipoda caerulescens*) sind nach weitgehendem Verlust ihrer primären Lebensräume in Mittel- und Ostdeutschland (vor allem Sand- und Kiesstandorte in Auen, wenige natürliche und viele nutzungsbedingt entstandenen Sandmagerrasen und Binnendünen) heute überwiegend in technogenen Lebensräumen wie Bergbaulandschaften (Kiesgruben, Sandgruben, Braunkohlentagebaue) anzutreffen (BELLMANN 1993, KÜCHENHOFF 1994, KLATT & SCHILITZ 1997, SCHÄDLER 1999). Die unrekultivierten mittel- und ostdeutschen Braunkohlenfolgelandschaften besitzen derzeit eine hohe überregionale Bedeutung für den Naturschutz und als Sekundärlebensraum für diese und weitere Arten (Übersichten z.B. MEYER & GROSSE 1997, DURKA et al. 1997, GEIẞLER-STROBEL et al. 1998, LANDECK & WIEDEMANN 1998, FELINKS et al. 1999, FBM 1999). Daher ist parallel zum Schutz primärer Habitate die Erhaltung solcher sekundärer Lebensräume ein wichtiges Anliegen (vgl. CLAUSNITZER 1999). Hierzu werden drei Hauptpunkte behandelt:

- **Mobilität der Arten:** Bewegungsmuster sind entscheidende Grössen für das Überleben der Arten (KÖHLER 1999), die hier für *S. caerulans* und *Oe. caerulescens* in den Braunkohlenfolgelandschaften des Südraumes Leipzig spezifiziert werden.
- **Habitatpräferenzen:** Vor dem Hintergrund der überregional weitgehend bekannten Faktorenkombinationen für die Habitateignung dieser Arten (Übersicht DETZEL 1998) werden unter den spezifischen Bedingungen der regionalen Braunkohlenfolgelandschaft räumlich erfassbare Schlüsselfaktoren heraus gearbeitet.
- **Schutz:** Erst aus Mobilität und Habitatpräferenz können benötigte Schutzkonzepte für den Südraum Leipzig mit Übertragbarkeit auf weitere Braunkohlenfolgelandschaften abgeleitet werden.

2. Material und Methoden

2.1. Untersuchungsregion und Untersuchungsgebiet

Als Untersuchungsregion dient die über mehrere Tagebaue verteilte ca. 250 km² grosse Braunkohlenfolgelandschaft des Südraumes Leipzig (im Länderschnittpunkt Nordwest-Sachsen, Nordost-Thüringen, Südost-Sachsen-Anhalt, insgesamt ca. 600 km², DURKA et al. 1997, BERKNER 1998, KLAUS 1998): Darin stellen derzeit ca. 7000 ha unrekultivierte Flächen neben wenigen Auenresten und Waldteilen die fast einzigen „potentiell naturnahen Räume" einer intensiv genutzten Industrie- und Agrarregion dar. Dies sind neben Tagebaurestseen vor allem grosse und zusammenhängende Offen- und Halboffenlandschaften, die unterschiedlich lang der Sukzession überlassen wurden. Die Untersuchungsregion gehört zum Naturraum Leipziger Land und klimatisch zum ostdeutschen Binnenlandklima (Jahresmittel der Lufttemperatur um 9°C, 500-600 mm mittlerer Jahresniederschlag, mittlere Vegetationsperiode ca. 25. März - 02. November). Die natürlichen Charakteristika der Region wie das flachwellige und geringfügige Relief von Pleistozänplatten und eine geringmächtige Sandlössdecke bei beachtlicher Heterogenität der Bodentypen und -arten wurden durch den Braunkohlen-

tagebau überformt: Halden, Kippen, Restlöcher und wechselnde Kleinreliefe prägen heute das Relief der Landschaft. Nährstoffarme bodenaure tertiäre und weniger saure quartäre Substrate liegen in unterschiedlichen Mischungen an der Oberfläche. Durch die naturräumlichen Eigenschaften der Region sind bereits Voraussetzungen für das Vorkommen beider Arten gegeben (vgl. z.B. DETZEL 1998) und regionale Vorkommensübersichten belegen bereits eine weite Verbreitung beider Arten (POLLER & HÖSER 1993, KLAUS 1995, ALTMOOS 1999a). Als Untersuchungsgebiet wurde der ca. 500 ha grosse Sanierungstagebau Bockwitz östlich von Borna ausgewählt (DURKA et al. 1997, KRUG et al. 1998, ALTMOOS 1999a): Hier findet sich ein Grossteil des regionalen terrestrischen Standortsspektrums: bis zu 30 Jahre alte verbuschte Sukzessionsstadien und Vorwälder liegen neben jungen grossflächigen lückigen Rasen und gerade aufgelassenen Rohböden.

2.2. Berücksichtigung unterschiedlicher Raumebenen im Untersuchungsgebiet

Habitatpräferenzen und Mobilitätsergebnisse hängen mit dem Feinheitsgrad des betrachteten räumlichen Rasters zusammen (Skalenproblem, z.B. MÜHLENBERG 1993: 141ff). Einige Habitatfaktoren sind nur kleinräumig relevant, andere sind erst auf höheren Raumebenen wichtig. Zur Gewährleistung einer ausreichenden Aussagegenauigkeit wird die Habitatpräferenz auf der feinsten aussagekräftigen Raumebene ermittelt und relevante Variablen höherer Raumebenen als Umgebungsparameter beigeordnet (Abb. 1). Mit Ermittlung vieler Habitateignungen auf kleinster Raumebene kann über Mittelwert- und Summenbildung eine gebietsbezogene Habitateignung „vom Punkt zur Fläche" extrapoliert werden (ALTMOOS 1999a). Für *S. caerulans* und *Oe. caerulescens* werden folgende Raumebenen im Untersuchungsgebiet Bockwitz berücksichtigt:

- **1m^2-Stelle**: Es wurden 1996-1998 jährlich 1000 Individuen an ihrem punktuellen Aufenthaltsort erfasst, der als Mittelpunkt eines zugehörigen Quadratmeters betrachtet wird. Auf dieser Mikroebene erfolgt die Analyse kleinsträumiger Habitatpräferenzen.
- **25m^2-Raster**: Dieser Massstab hat sich als wichtige Aktionsraumeinheit für Heuschrecken erwiesen (ZÖLLER 1995, APPELT 1996), so dass zur Analyse von Mobilität und Habitatpräferenz in zwei repräsentativen **Testarealen** flächendeckend 25 m^2-Rasterquadrate eingeteilt wurden (Testareal 1: 5650 m^2 mit 226 x 25m^2-Rasterquadraten; Testareal 2: 17.975 m^2 mit 719 x 25m^2-Rasterquadraten).
- **Teilgebiete von 5000m^2**: Zur Untersuchung von grossräumigeren Mobilitäten und Habitatpräferenzen wurden 20 jeweils ca. 5000 m^2 grosse Teilgebiete mit 200 m Abstand zueinander durch das ganze terrestrische Untersuchungsgebiet gelegt.

Nicht untersucht wurden hier Mobilitäten zwischen Tagebauen und auch keine gesamtregionale Präferenzen in Abgleich mit der überregionalen, arealbezogenen Raumebene. Nur für die Habitatpräferenz auf 1m^2-Basis wurden **Larven** beider Arten untersucht; sonst beziehen sich alle Ausführungen zu Habitat und Mobilität auf **Imagines**.

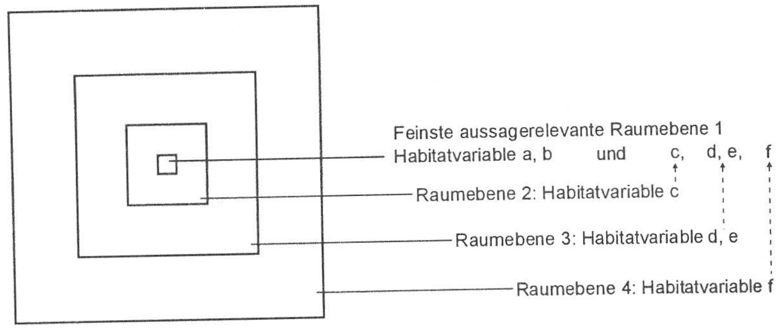


Abb. 1: Berücksichtigung unterschiedlicher Raumebenen der Habitatpäferenz.

2.3. Mobilitätsuntersuchung

Zur Erfassung der aktiven Mobilität wurden alle Imagines in den zwei Testarealen der 25m^2-Raster gefangen und mit fortlaufenden Identifikationsnummern individuell markiert. Die Nummern wurden direkt mit einem wasserfesten und lichtbeständigen Markierungsstift („Staedtler Marsgraphic Pigment Liner") auf eine Seite des Pronotum geschrieben. Zudem erhielten zur Analyse von Mobilitäten zwischen Teilgebieten alle gefangenen Individuen eine je Teilgebiet unterschiedliche kollektive Farbmarkierung. Jeder Fundpunkt eines individuell markierten Individuums wird der Mitte des zugehörigen 25m^2-Rasterquadrates zugeordnet und bei mehreren Fundpunkten werden die jeweiligen Rastermittelpunkte mit einer Linie verbunden. Die Linie (= Distanz) wurde massstabsgerecht gemessen. Danach wurden für jedes Individuum die Einzeldistanz [m], das Mobilitätsmuster, die Aktionsdistanz und die Aktionsfläche als Kenngrössen mit ihren spezifischen Aussagemöglichkeiten und -Grenzen ermittelt (vgl. SAMIETZ & BERGER 1997, INGRISCH & KÖHLER 1998); zur Ermittlung der Aktionsfläche als Näherungswert wurden alle durch das Mobilitätsmuster berührten 25m^2-Raster addiert. Durch die Extrapolation der Fundpunkte auf die Mitte von Rasterquadraten wird bei Distanzangaben eine Unschärfe von 5 m und bei Flächenangaben eine Unschärfe von 25 m^2 kalkuliert.

2.4. Erfassung von Habitatvariablen und ihren Ausprägungen

Ziel jeder Habitatpräferenzanalyse ist es, aus vielen vorkommenden Habitatausprägungen die entscheidenden Parameter herauszufinden. Daher müssen möglichst alle erfassbaren Parameter im Habitat gemessen werden. Hier erfolgt eine Beschränkung auf räumlich besonders gut erfassbare Parameter, die später in Routineanwendungen von Habitatmodellen verwendet werden können, und die nach Literaturauswertung wesentliche biologische Faktoren integrieren können (Tab. 1).

Tab. 1: Erfassung von Habitatvariablen und ihren Ausprägungen.

Habitatvariable	Raumebene und Ausprägungsskalierung der Habitatvariablen		
	Stellen (1 m²)	**Raster (25 m²)**	**Gebiet (ca. 5000 m²)**
Gesamtdeckung Vegetation	10%-Intervalle der Deckungsgrade, zudem nach Gräsern, Kräutern, Stauden und Gehölzen unterteilt	10%-Intervalle der Deckungsgrade, zudem nach Gräsern, Kräutern, Stauden und Gehölzen unterteilt	10%-Intervalle der Deckungsgrade
Deckung in 5cm Höhe			
Deckung in 20cm Höhe	Mischungsverhältnisse	Mischungsverhältnisse	
Deckung in 50 cmHöhe	Gräser - Kräuter	Gräser - Kräuter	
Deckung in 200 cm Höhe	in 10%-Intervallen	in 10%-Intervallen	
Gehölzbeschattung		10%-Intervalle	10%-Intervalle
Anteil vegetationsfreier Stellen („Mosaikwert")		10%-Intervalle der Anteile	10%-Intervalle der Anteile
Bodenart		10%-Intervalle der Bodenarten Ton/Schluff, Sand, Kies und Blöcken	
Flächenneigung		10°-Intervalle	
Exposition bei Neigung > 20°		Hauptexposition N, O, S, W	Hauptexposition N, O, S, W
Anzahl Spinnennetze (= Feinde im Gebiet)		Netz-Anzahl	
Alter der Fläche seit Abbauende (in Jahren)		Ordinale Skala	Ordinale Skala

2.5. Methoden der Präferenzanalyse

a) In der **Analyse einer Bevorzugung jeder einzelnen Habitatvariablen (univariate Analyse)** auf allen Raumebenen werden Ausprägungen der Variablen in Beziehung zum dortigem Vorkommen und zur Häufigkeit der Individuen einer Art gesetzt (entspricht „Individualanalysen", MÜHLENBERG 1993). Neben den Fundstellen auf verschiedenen Raumebenen wurden auch „Nullstellen" (unbesetzte Stellen) gleichermassen analysiert. Aus einer stetigen oder hohen relativen Häufigkeit an einer bestimmten Variablenausprägung wird eine Bevorzugung dieser Ausprägung abgeleitet. Die statistische Signifikanz der Bevorzugung oder Meidung einer nichtparametrischen Ausprägung wurde mittels Chiquadrat-Test geprüft (Chiquadrat-Einfachanordnung unter Berücksichtigung von Verhältniszahlen, SACHS 1997).

b) Mittels **multivariater statistischer Verfahren** werden die das Vorkommen bestimmenden Hauptfaktoren und die relative Bedeutung jeder Variablen ermittelt. Dabei sind Variablen aus verschiedenen Raumebenen gemeinsam zu betrachten, um unterschiedliche räumliche Einflüsse zu gewichten. Im vorliegenden Fall stellt für die Vorkommensangaben die logistischen Regression ein geeignetes multivariates Modellierungsverfahren dar (HOSMER & LEMESHOW

1995: 40ff). Durch schrittweise Hinzunahme und Weglassen von Habitatvariablen in logistischen Regressionen werden mögliche Verstärkungs- oder Kompensationswirkungen einzelner Faktoren(gruppen) abgeleitet, wobei das zugehörige Regressionsmodell eine hier als hinreichend angesehene Klassifikationsrichtigkeit von mindestens 85 % für Vorkommen und Nichtvorkommen erreichen muss.

c) Zur Vermeidung von biologisch unsinnigen Fehlschlüssen werden alle Ergebnisse durch eine Diskussion bereits bekannter biologischer Kausalitäten gefiltert.

Diese Methodenabfolge kann für Tierarten in jeder Region zur praktikablen Erstellung von Habitatmodellen herangezogen werden (ALTMOOS 1999a). Hier wurden die Ergebnisse der verschiedenen Jahre zusammengefasst, da zwischen den Jahren kein signifikanter Unterschied bestand. Die Analysen erfolgten getrennt für Männchen und Weibchen.

2.6. Begehungen

Zur Ermittlung von Mobilität und Habitatpäferenz erfolgte in den Jahren 1996-1998 jeweils im Zeitraum zwischen 15. Juni und 15. Oktober in allen Teilgebieten und der Testareale mit 25 m²-Rastern je 20 Begehungen. Der Zeitstandard betrug ca. 10 Minuten für ca. 100 m². Die Startpunkte und Begehungsrichtungen wurden variiert. Untersucht wurde nur bei trockener und windarmer Witterung mit Temperaturen über 15°C in der Zeit zwischen 10 und 18 Uhr.

Speziell für eine Fang-Wiederfang-Reihe zur Feststellung von Mobilitätsparametern in den Testarealen wurden Anfang August, Ende August und Mitte September 1997 jeweils fünf aufeinanderfolgende Tage bei stabiler Hochdruckwetterlage genutzt.

3. Ergebnisse mit anschliessender Diskussion

3.1. Individuenzahlen und Aktivitätszeitraum

- Ergebnisse: Im Testareal 1 mit 5650 m² wurden im Jahr 1997 insgesamt 223 *S. caerulans*-Individuen (davon 109 ♂, 114 ♀) und 173 *Oe. caerulescens*-Individuen (85 ♂, 88 ♀) gefangen. Im Testareal 2 mit 17975 m² Flächengrösse wurden insgesamt 220 *S. caerulans*-Individuen (davon 99 ♂, 121 ♀) und 582 *Oe. caerulescens*-Individuen (290 ♂, 292 ♀) erfasst. Anhand der Zahl an verschiedenen Terminen gefangenen Individuen wird ein Aktivitätsmaximum der Imagines beider Arten um die Monatswende August-September in allen Untersuchungsjahren festgestellt. Im Aktivitätsmaximum Ende August wird eine Dichte von 39 Individuen/1000 m² (Testareal 1) und von 12 Individuen/1000 m² (Testareal 2) für *S. caerulans*, sowie von 30 Individuen/1000 m² (Testareal 1) und von 32 Individuen/1000 m² (Testareal 2) für *Oe. caerulescens* festgestellt. Ab Mitte September konnten nur noch einzelne Neufänge erfolgen. Bis Ende Juli wurden noch *Oe. caerulescens*-Larven und sogar bis Ende August *S. caerulans*-Larven festgestellt. Von den in beiden 25m²-Raster-Testarealen insgesamt gefangenen 443 *S. caerulans*-Individuen wurden 280 (63 %) und von den insgesamt 755 gefangenen *Oe. caerulescens*-Individuen wurden 433 (57 %) mindestens einmal wieder gefangen.

- **Diskussion:** Die nur wenigen Neufänge ab Mitte September verweisen auf das Ende der Schlüpfzeit und lassen eine ausreichende Intensität der Nachsuche vermuten. Die Wiederfangraten sind für die weitere Auswertung zu Mobilitäten ausreichend hoch (vgl. SAMIETZ & BERGER 1997). Eine jährliche Schwankungsbreite der Populationsgrösse wurde für beide Arten beobachtet und wird in überregionalem Abgleich vor allem durch Witterungseinflüsse diskutiert (vgl. KÜCHENHOFF 1994, DETZEL 1998).

3.2. Mobilität beider Arten

- **Ergebnisse**: Innerhalb der Aktivitätszeit werden keine signifikanten Unterschiede der Mobilität zwischen einzelnen Zeitintervallen nachgewiesen. *Sphingonotus caerulans* und *Oedipoda caerulescens* weisen eine zueinander gleichartige Verteilung der Streuung individueller Mobilitäten auf (Abb. 3). Anhand der Mobilitätsmuster aller wiedergefangener Individuen über die gesamte Aktivitätszeit werden drei **Mobilitätstypen** gegliedert:

(1) Bei *S. caerulans* weisen etwa die Hälfte und bei *Oe. caerulescens* etwa zwei Drittel der Individuen beider Geschlechter eine sehr eingeschränkte Mobilität mit maximal 60 m Aktionsdistanz und mit maximal 300 m² Aktionsfläche auf. Durch den höheren Anteil an solchen „stationären Tieren" ist *Oe. caerulescens* insgesamt weniger mobil als *S. caerulans*, wobei bei beiden Arten stets auch die folgenden Mobilitätstypen vorkommen.

(2) Tiere, die mindestens einmal eine grössere Einzeldistanz (> 60 m) aufweisen, ihren Aktionsraum damit deutlich vergrössern oder verlagern, aber das Habitat (hier: Testareal) nicht verlassen, lassen sich als zweiter Mobilitätstyp abtrennen: Entsprechende Aktionsräume zwischen 250 m² und 1500 m² weisen 44 % der Individuen von *S. caerulans* und 25 % der Tiere von *Oe. caerulescens* auf. Innerhalb dieses Typs gibt es bei beiden Arten einerseits Individuen, die während ihrer gesamten Aktivitätszeit immer Einzeldistanzen von über 60 m aufweisen (28 % der Individuen dieses Types bei *Oe. caerulescens*), andererseits Individuen, die zunächst als Typ (1) anzusprechen wären, aber später höhere Aktionsdistanzen aufweisen (68 % der Individuen bei *Oe. caerulescens*). Bei letzteren zeigen einige Individuen eine Rückkehr in ihren frühen engen Aktionsraum, andere bleiben nach Zurücklegung einer grösseren Einzeldistanz in ihrem neuen Teilraum („Verlagerung von Aktionsräumen"). Die grösste ermittelte Aktionsdistanz innerhalb der Testareale beträgt für *S. caerulans*-Männchen 360 m und für Weibchen 275 m, für *Oe. caerulescens*-Männchen 320 m und für Weibchen 290 m.

(3) Tiere, die das Testareal verlassen und später nur noch in anderen Teilgebieten nachgewiesen wurden, sind ein dritter Mobiltitästyp. Sie nehmen nur einen sehr geringen Anteil an der Gesamtindividuenzahl ein (7 % der in den Testarealen individuell markierten Tiere von *S. caerulans* und 4 % von *Oe. caerulescens*) und haben angesichts der Anordnung der Teilgebiete eine Aktionsdistanz > 200 m. Die grösste überhaupt ermittelte Aktionsdistanz beträgt bei *S. caerulans* 450 m und bei *Oe. caerulescens* 430 m. Es können bei *S. caerulans* aber nur vier Individuen und bei *Oe. caerulescens* nur sieben Individuen mit einer Aktionsdistanz von > 400m belegt werden, wobei mit Ausnahme eines *Oe. caerulescens*-Weibchens alle Tiere männlich sind. Barriere-

wirkungen von Gebüschen innerhalb der grossräumig offenen Landschaft werden nicht belegt.

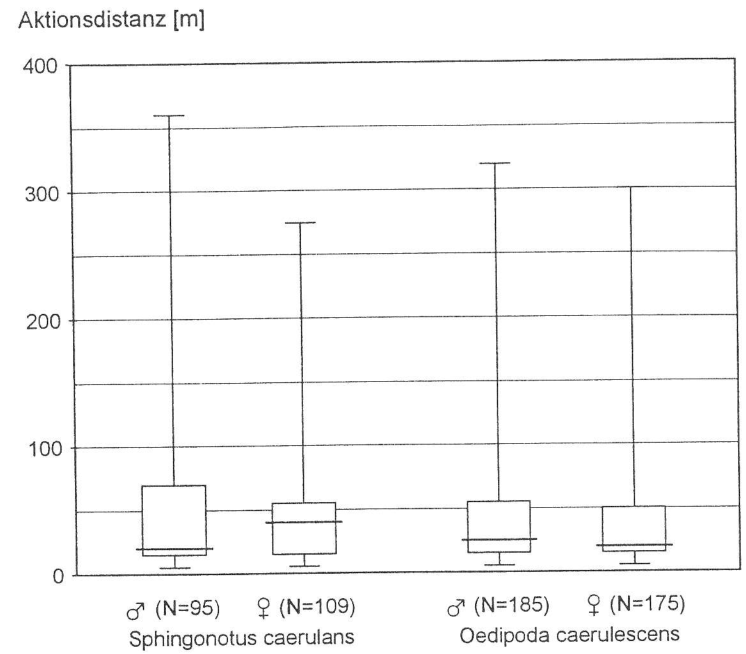
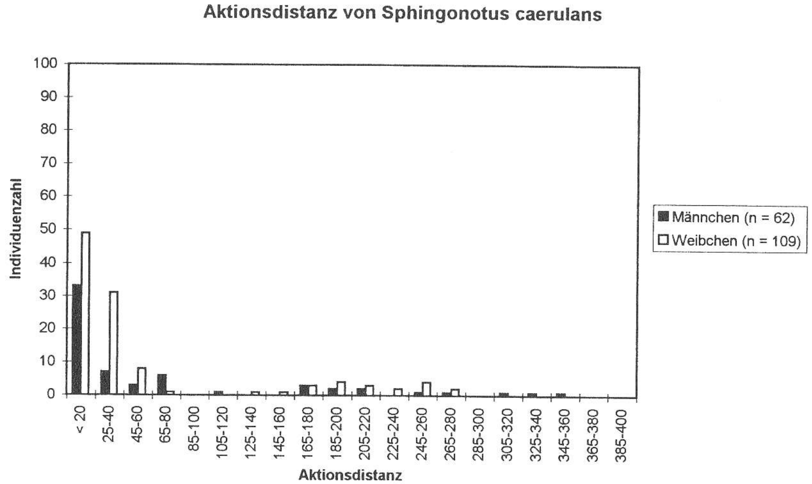


Abb. 2: Aktionsdistanzen (Maximum, Minimum, Median, 25% und 75%-Quartile) in Boxplot-Darstellung

Der arithmetische Mittelwert der Aktionsdistanzen auf der Stichprobenbasis aller mindestens einmal wiedergefangenen individuell markierten Tiere beträgt für *S. caerulans* 63 m, der Mittelwert der Aktionsfläche 340 m² (Stichprobenbasis: n = 174 Individuen); für Aktionsdistanzen von *Oe. caerulescens* (n = 360) liegt der arithmetische Mittelwert bei 40 m und für die Aktionsfläche bei 240 m² (Mediane und Quartile in Abb. 2). Die Wiederfundzahl als Einflussfaktor auf Aktionsdistanz und Aktionsraum wurde nach dem Mann-Whitney-U-Test ausgeschlossen. Auch mit dem Mann-Whitney-U-Test wird statistisch belegt, dass sich die Aktionsdistanzen und -flächen zwischen Männchen und Weibchen bei beiden Arten signifikant unterscheiden. Der höhere Anteil der Männchen an Mobilitätstyp 3 führt zu insgesamt höheren Mobilitätskennwerten der Männchen, wobei bei beiden Arten in Einzelfällen auch Weibchen weit wanderten (> 200 m). Bei *S. caerulans* beträgt der arithmetische Mittelwert der Aktionsdistanzen für *S. caerulans*-Männchen (n = 65 im Testareal 2) 69,2 m gegenüber 60,1 m bei *S. caerulans*-Weibchen (n = 109). Die Weibchen von *S. caerulans* sind gegenüber den Weibchen von *Oe. caerulescens* mobiler: Der arithmetische Mittelwert ihrer Aktionsdistanzen von 60,1 m (n = 109 im Testareal 2) gegenüber nur 40,1 m bei *Oe. caerulescens*-Weibchen (n = 175 im Testareal 2) zeigt dies.



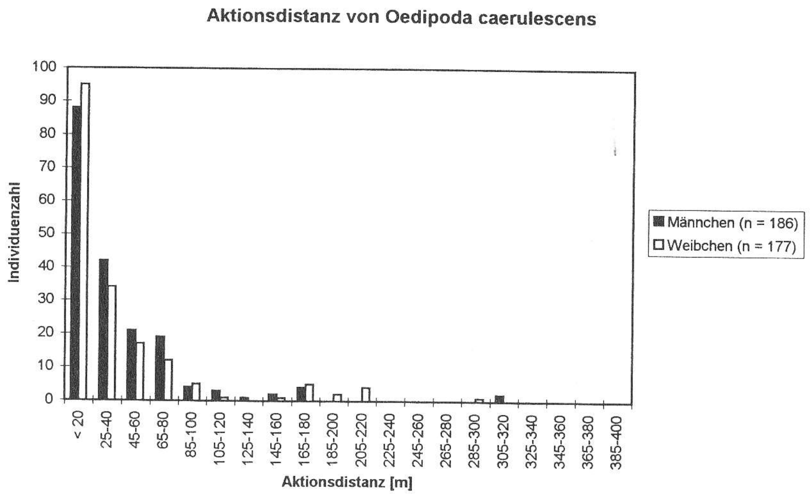


Abb. 3: Verteilung individueller Mobilität von *Sphingonotus caerulans* und *Oedipoda caerulescens*. Dargestellt am Testareal 2 (17975 m², mögliche maximale Aktionsdistanz 450 m).

- **Diskussion**: Durch die Kombination aller Mobilitätstypen werden analog zu Kenntnissen in anderen Lebensräumen (Übersicht KÖHLER 1999) biologisch sinnvolle Strategien zur Anpassung an die natürlicherweise raumzeitlich wechselnde Habitateignung früher Sukzessionsstadien erkannt: Indem gemäß Mobilitätstyp 1 der grösste Teil einer Population in einem aktuell geeigneten Habitat

stationär bleibt, kann dies zeitweise besonders gut zur Reproduktion und Erhöhung der Population genutzt werden (Philopatrie, Übersicht INGISCH & KÖHLER 1998). Dazu parallel findet mit Mobilitätstyp 2 eine Ausweitung der besiedelten Fläche statt, womit die Besiedlung eines grossen Habitates aufrecht erhalten wird, selbst wenn auf Teilflächen eine Verschlechterung eintritt. Zudem können unmittelbar benachbarte Flächen allmählich besiedelt werden, sofern diese eine Habitateignung aufweisen oder erlangen (vgl. z.B. ZÖLLER 1995 für *Oe. germanica*). Der Anteil der wenigen weit wandernden und dismigrierenden Individuen (Mobilitätstyp 3) ist für diese und weitere Heuschreckenarten in anderen Regionen ähnlich gering (z.B. < 2,1 % der *S. caerulans*-Population in Primärhabitaten an der Rhone, KORBUN & REICH 1998). Der Nachweis weit wandernder Individuen ist jedoch sehr schwierig (RIETZE 1994) und muss trotz systematischer Nachsuche gerade in den grossräumigen Offenlandschaften der Untersuchungsregion als zwangsläufig unvollständig gelten. Dieser Anteil eröffnet aber für beide Arten die Möglichkeit zum Erreichen entfernterer Habitate. Dann kann bei Verschlechterung des Habitates für Neugründung und den Fortbestand der Tierart in anderen Habitaten der gleichen Region gesorgt werden oder genetischer Austausch zwischen besiedelten Habitaten hergestellt werden (vgl. z.B. RIETZE 1994, KORBUN & REICH 1998).

3.3. Habitatpräferenz von Sphingonotus caerulans

- **Ergebnisse:** Signifikante Unterschieden der Präferenzen zwischen den Geschlechtern und zwischen Zeitintervallen innerhalb der Aktivitätszeit können nicht nachgewiesen werden. Für beide Geschlechter wird als **univariate Präferenz auf Basis der 25m²-Raster** die höchst signifikante Bevorzugung einer Gesamtvegetationsdeckung von 1-30 % belegt. Vegetationsfreie Flächen werden gemieden, wobei aber zeitweise die flugfähigen Imagines auch dort angetroffen wurden. Vegetationsdeckungen zwischen ca. 31-40 % werden noch besiedelt, während Deckungsgrade über 40 % höchst signifikant gemieden werden. Deutlich ist die signifikante Bevorzugung eines Anteiles von ca. 30-50 % vegetationsfreier Fläche bei gleichzeitigem Vorhandensein von sehr lückigen Grasdeckungen auf dem verbleibenden Teil der 25m²-Raster. Auf gleichmässig lückiger oder gar geschlossener Vegetationsdeckung wurden genauso wie auf grossflächig vegetationslosen Flächen nur wenige Individuen angetroffen. Schon bei nur einem Spinnennetz auf 25m² ist die Fläche höchst signifikant ungeeignet; nach eigenen Beobachtungen sind Netzspinnen (hier: Wespenspinne, *Argiope bruennichi*) die dominierenden natürlichen Feinde in der Bergbaufolgelandschaft (zahlreiche tote Tiere in den Netzen, wenig lebende Tiere im gleichen Raster). Dies ist korreliert mit der Meidung von Vegetationsdeckungen in Höhen > 20 cm, die zudem für den Bau von Spinnennetzen wichtig sind. Die univariate Bevorzugung gegenüber der Vegetationsdeckung kann auf **Basis der 1 m²-Punktstellen** klarer herausgearbeitet werden: Beschattung (Gehölzdeckung) wird höchst signifikant gemieden. Eine Präferenz gegenüber der Gesamtvegetationsdeckung in 5 cm-Höhe ist am deutlichsten: Deckungsgrade von 11-20 % werden von den Larven und Imagines höchst signifikant bevorzugt, Deckungsgrade von 1-10 % und 21-30 % werden weniger aufgesucht, aber besiedelt. Deckungsgrade von über 40 % werden gemieden. Stellen mit schon geringen Vegetationsdeckungen

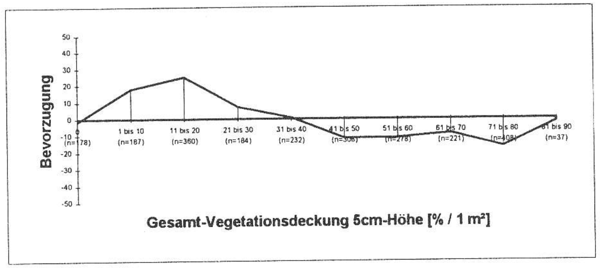
in Höhen > 20 cm werden höchst signifikant gemieden. Die Art ist somit auf lückige, kurzrasige Vegetationsbestände angewiesen. Präferenzen gegenüber weiteren Variablen auch auf anderen Raumebenen werden nicht belegt. Die Präferenzen der Larven decken sich mit den herausgearbeiteten Imaginalpräferenzen auf 1 m²-Ebene (Abb. 4). Nach diesen Präferenzen stellt die 1 m²-Ebene die feinste relevante Raumebene dar, der aber Habitataussagen (bevorzugte Mosaikstruktur) auf 25m²-Basis beigeordnet werden müssen. Präferenzen zu weiteren untersuchten Ausprägungen von Variablen (Tab. 1) werden nicht belegt.

Die **multivariate Analyse** unter Einschluss aller erhobenen Variablen ergibt ein logistisches Regressionsmodell, das für 93 % der besetzten und für 89 % der unbesetzten Stellen eine korrekte Vorhersage ermöglicht. Dabei haben die Variablen Vegetationsdeckung in 5 cm-Höhe, Gesamtdeckung, Moosschicht (1m²-Raumebene), sowie Baumdeckung (25m²-Raumebene) den grössten Einfluss (Tab. 2a). Bei Verwendung der Gesamtdeckung in 5 cm-Höhe und Einsatz aller weiteren deckungsunabhängigen Variablen wird eine Klassifikationsgenauigkeit von schon 91,5 % für Vorkommen erreicht. Das logistische Regressionsmodell, das die grösstmögliche Prognosesicherheit bei kleinstmöglicher Zahl präferierter Variablen enthält, besteht aus den Variablen Baumdeckung, Vegetationsdeckung in 5 cm-Höhe (1 m²-Raumebene) und Anteil vegetationsfreier Stellen (25 m²-Raumebene), und es erreicht eine korrekte Klassifikation von 92 % der Vorkommen und von 89 % der Nichtvorkommen (Tabelle 2b). Das Modell wurde auf weiteren Flächen ausserhalb von Bockwitz auf seine Tauglichkeit überprüft.

- **Diskussion:** Die festgestellten Bevorzugungen fügen sich in das bekannte Präferenzspektrum ein (z.B. DETZEL 1998), wobei die Art in den grossräumigen Braunkohlenfolgelandschaften etwas anspruchsloser erscheint als in Primärbiotopen (vgl. LANDECK & WIEDEMANN 1998 für Lausitz, FBM 1999 für Sachsen-Anhalt). So wird oft ein präferierter Deckungsgrad mit 10-20% angegeben (KLAUS 1995, DETZEL 1998, SCHÄDLER 1999) und hier bestätigt, wobei aber in der regionalen Bergbaufolgelandschaft zusätzlich viele Vorkommen bis zu ca. 40 % Gesamtdeckung belegt sind. Eine vermindert mögliche Wärmeenergieaufnahme bei einer Vegetationsdeckung von über ca. 40 % korrespondiert als biologische Ursache mit den gemiedenen Deckungsgraden. Die Meidung grossflächig vegetationsfreier Räume verweist schliesslich auf die Mindestansprüche an Nahrung und Deckung (vgl. KORBUN & REICH 1998, SCHÄDLER 1999). Vegetationsfreie Stellen dienen aber auch nach eigenen Beobachtungen der Thermoregulation und als geeignete Paarungslokalität, die angesichts optischer Orientierung der geotopen Art (BELLMANN 1993) wichtig ist. Damit wird die festgestellte Bevorzugung mosaikartiger Verteilung von geringen Grasdeckungen und vegetationsfreier Stellen auf 25 m²-Basis biologisch erklärt. Danach bilden die im Minimalmodell (Tab. 2b) herausgearbeiteten Stellvertreter-Variablen „Deckung in 5 cm-Höhe“, „Baumdeckung (= Beschattung)“ auf 1m²-Ebene und „Anteil vegetationsfreier Fläche“ auf 25 m²-Ebene auch die biologischen Schlüsselfaktoren tauglich im Habitatmodell ab. Boden-pH-Werte von > 5 ermöglichen nach SÄNGER (1977) eine erfolgreiche Eientwicklung und sollen als Randbedingung gelten.

Aufgrund des hohen Aktionsraumes von einigen Individuen des Mobilitätstypes 2 und 3 sind Mindestgrössen geeigneter Habitate nötig, so dass ausgehend von

diesen eine Ausbreitung und Fortbestand in Zeit und Raum gut möglich sind. Bei einem Aktionsraum von bis zu ca. 1500 m² für den Mobilitätstyp 2 und angesichts der Verlagerung von Aktionsräumen werden ca. 3000 m² als Mindestgrösse geeigneten Habitates in der Bergbaufolgelandschaft abgeschätzt. Das Vorhandensein dieser Mindestgrösse soll als Randbedingung der Habitateignung einer 1 m²-Stelle beigeordnet werden. Diese Grösse stellt einen Orientierungswert dar, da sie von der genauen Habitateignung, der Distanz zu weiteren Habitaten und von der Individuenzahl für eine überlebensfähige Population modifiziert wird (vgl. APPELT 1996).



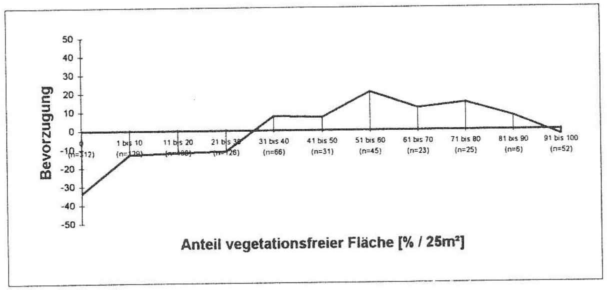


Abb. 4: Univariate Habitatpräferenzen von *Sphingonotus caerulans*. Statistische Signifikanz im Text erwähnt (951 Rasterquadrate und 443 Individuen, 1000 Individuen an 1m²-Stellen plus 200 zufällig ausgewählte unbesetzte 1m²-Stelle). Präferenzen nach der Anzahl und Verteilung besetzter Stellen, dargestellt als Differenz in Prozentpunkten zwischen beobachteten besetzten Stellen und Verteilung der Ausprägungen an allen Stellen.

Tab. 2: Multivariates Modell für Vorkommen von *Sphingonotus caerulans*.
Hauptmodell: Einschluss aller sinnvollen Habitatvariablen (n=15 Variablen)
Minimalmodell: Ausschluss möglichst vieler Habitatvariablen bei korrekter Klassifikation > 85%.
Odds ratio = 1: Irrelevanz dieses Faktors innerhalb des logistischen Modelles,
Odds ratios > 1: Die um die Odds ratio erhöhte Vorkommenschance der Art bei Zunahme einer Ordinalstufe dieser Variablen,
Odds ratios > 0 und < 1: Die um das Reziproke der Odds ratio abnehmende Vorkommenschance bei Zunahme einer Ordinalstufe dieser Variablen

a.)

Statistik des Modells Logistische Regression (n =1302, 748 ohne Sphingonotus,554 mit *Sphingonotus caerulans*)
Endgültiger Verlust 357,98 Chi² (14) = 1060, p < 0,01.
Klassifizierungsrichtigkeit: Stellen ohne *S. caerulans* 88,7%, Stellen mit *S. caerulans* 92,9%

Variable	**1 m²:**	De ges	Moosdeck	Deck 5 cm	Deck 20cm	Deck 50cm	Deck100cm	Schichtzahl	
Koeffizient		1	- 0,85	- 1,1	- 0,66	- 0,57	0,68	0,88	
odds ratio		3	0,42	0,33	0,51	0,56	1,98	2,43	
Variable	**25 m²::**	Expos	Alter	vegfrei	Spi-Netze	Gehölzdeck			**Konst. BO**
Koeffizient		- 0,06	0,2	0,08	- 0,6	- 0,9			**4**
odds ratio		0,93	1,22	1,08	0,54	0,4			**49**

b.)

Statistik des Modells Logistische Regression (n =1302, 748 ohne Sphingonotus,554 mit *Sphingonotus caerulans*)
Endgültiger Verlust 426,71 Chi² (6) = 922,51, p < 0,01.
Klassifizierungsrichtigkeit: Stellen ohne *S. caerulans* 89%, Stellen mit *S. caerulans* 92%

Variable	**25 m²:**	Baumdeck	vegfrei	**1 m²:**	Deck ges				**Konst. BO**
Koeffizient		- 0,29	0,58		- 0,35				**- 1**
odds ratio		0,74	2,08		0,7				**1**

3.4. Habitatpräferenz von *Oedipoda caerulescens*

- Ergebnisse: Signifikante Unterschieden der Präferenzen zwischen den Geschlechtern können auch *für Oe. caerulescens* nicht nachgewiesen werden. Die Art zeigt **in univariater Analyse auf Basis der 25 m²-Flächen** eine höchst signifikante Bevorzugung der Gesamtvegetationsdeckung von 11-40 %. Vegetationsarme Flächen unter 10 % Deckung werden nur zeitweise genutzt und weder signifikant bevorzugt noch gemieden. Eine signifikante Meidung wird dann erst ab einer Vegetationsdeckung > 60 % belegt. Teilbeschattungen durch Gehölze unter 30 % werden toleriert. Die Art wurde häufig auch in gleichmässig lückigen Rasen angetroffen und eine Heterogenität der Vegetationsdeckung mit vielen vegetationsfreien Stellen wird zwar gerne angenommen, aber nicht wie von *S. caerulans* bevorzugt. Eine signifikante Bevorzugung einer bestimmten Exposition bei geneigten Flächen kann nicht festgestellt werden; es deutet sich aber eine Bevorzugung der Südexposition an, insbesondere bei dichteren Rasenflächen. Analog zu *S. caerulans* werden höchst signifikant Raster ohne Spinnennetze besiedelt. Auf Basis der **1 m²-Stellen** wird die Präferenz zur Vegetationsdeckung klarer herausgestellt: In 5 und in 20 cm-Höhe werden Gesamtdeckungsgrade von 11-40 % signifikant bevorzugt, wobei Vegetationsdeckungsgrade bis 60 % in 5 cm-Höhe noch oft besiedelt werden. Im Unterschied zum Optimum von *S. caerulans* zu einer Deckung in 5 cm-Höhe von 10-20 % ist bei *Oe. caerulescens* das Optimum auf ca. 30-40 %-Deckung verschoben, wobei beide Arten entsprechend ihrer Präferenzen häufig in unterschiedlicher Dominanz gemeinsam vorkommen. Für die Deckung in 50 cm Höhe sind keine Präferenzen oder Meidungen belegbar, erst Beschattungen durch Gehölze werden auf dieser Raumebene signifikant gemieden. Präferenzen zu weiteren untersuchten Ausprägungen von Variablen (Tab. 1) werden nicht belegt.

Die **multivariate Analyse** mit der logistischen Regression ergibt unter Einschluss aller Habitatvariablen nur 82 % korrekte Klassifikationen für besetzte 1 m²-Stellen und 76 % für unbesiedelte Stellen. Der fallweise Ausschluss von Variablen zeigt keine Kompensationswirkungen. Die Güte multivariater Modelle ist damit für *Oe. caerulescens* in der untersuchten Bergbaufolgelandschaft zu gering.

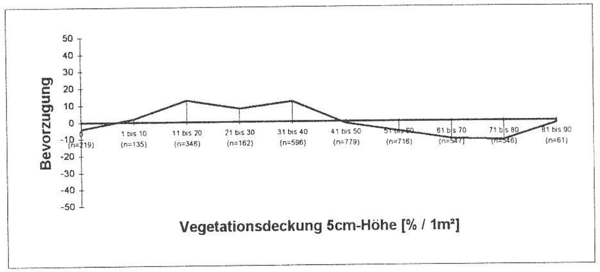


Abb 5: Habitatpräferenzen von *Oedipoda caerulescens* nach univariater Analyse.

- Diskussion: *Oedipoda caerulescens* wird als geotope und thermophile Art mit Bindungen an vegetationsarmes Gelände typisiert (z.B. MERKEL 1980, KÜCHENHOFF 1994, WALLASCHEK 1995, APPELT 1996, DETZEL 1998). Analog zu LANDECK & WIEDEMANN (1998) und FBM (1999) gelten die Habitatpräferenzen in der Braunkohlenfolgelandschaft jedoch im Vergleich zu anderen Landschaftstypen nach den hier dargestellten Ergebnissen als sehr breit. Auf eine fehlende Stenotopie verweist auch die mangelnde Güte eines multivariaten Modelles der Habitateignung. Auf der Suche nach Stellvertreter-Variablen für ein taugliches Habitatmodell in der Braunkohlenfolgelandschaft fällt aber die bevorzugte Vegetationsdeckung von 10 bis 60 % auf: Nahrungsgräser, Schutz und damit eine Mindestdeckung müssen demnach vorkommen, hohe Gesamtdeckungen über ca. 60 % vermindern aber die Erwärmbarkeit der Fläche. Die Vegetationsdeckung in 5 cm-Höhe wurde auch von KLEINERT (1992) als Indikator für das artspezifisch benötigte Mikroklima und Nahrung belegt. Sie zeigt wie auch hier auf 1 m²-Basis die deutlichsten Reaktionen und wird demmnach als **Stellvertreter-Variable** abgeleitet. Als **Randbedingung** gilt jedoch, dass nicht mehr als ca. 50 % Gehölzbeschattung bezogen auf 25 m² vorhanden sein darf, da hiermit ein Vorkommen immer ausgeschlossen wurde. Boden-pH-Werte > 5 ermöglichen eine erfolgreiche Eientwicklung (SÄNGER 1977) und sollen als weitere Randbedingung gelten. Analog der Abschätzung bei *S. caerulans* werden aus den Ergebnissen zur Mobilität ca. 2000 m² als Mindestgrösse geeigneten Habitates für *Oe. caerulescens* in der Bergbaufolgelandschaft abgeschätzt (vgl. APPELT 1996: gleicher Wert für Magerrasen bei Halle). Diesen Stellvertreter-Variablen wird gemäss den Ergebnissen univariater Analyse und der Kausaldiskussion ein Eignungswert normativ zugeordnet (Tab. 3), wobei die höchste Bevorzugung auf 1

(grösste Vorkommenschance) und die stärkste Meidung auf 0 (kein Vorkommen wahrscheinlich) normiert wird. Ein Test dieses einfachen Modelles in 100 weiteren Flächen der Region ausserhalb von Bockwitz ergab 1999 eine Klassifikationrichtigkeit von 94 %. Es ist aber in späteren Jahren und für andere Regionen zu überprüfen, da Zwischenskalierungen aufgrund der Einfachheit des Modelles derzeit kaum möglich sind und Unsicherheiten verbleiben.

Analoge Darstellungsform zu Abb 4 (n = 951 Rasterquadrate und 755 Individuen, 1000 Individuen an 1m²-Stellen plus 200 zufällig ausgewählte unbesetzte 1m²-Stelle, Untersuchungsjahre 1996 und 1997).

Tab. 3: Normierung von Habitateignungswerten für *Oedipoda caerulescens*..

Habitatvariable	Ausprägung	Eignungswert
Vegetationsdeckung 5 cm Höhe [%] auf 1m²	0	0
	1 -10	0,4
	11 – 20	0,8
	21 – 30	1
	31 –40	1
	41 – 50	1
	51 – 60	0,8
	61 – 70	0,4
	> 70	0
Randbedingungen bei deren Nichterfüllung soll die Habitateignung gleich „0" sein.	• Boden-pH > 5, und • Mindestfläche um die 1m²-Stelle: 2000 m² mit ca. 10 – 70 % Deckung, und • Beschattung von oben < 50 % auf 25m²	

4. Schutz der Arten in Braunkohlenfolgelandschaften

a) Ermittlung der Schutzpriorität: *S. caerulans* und *Oe. caerulescens* als Zielarten im Artenschutz für Braunkohlenfolgelandschaften

(1) Um zunächst die Notwendigkeit und die Priorität von Schutz- oder Vorsorgemassnahmen zur Erhaltung von Arten in einer Region zu erkennen, ist ein überregionaler Abgleich zur Einordnung der regionalen Vorkommen und der Habitate erforderlich. Erst danach sind *Sphingonotus caerulans* und *Oedipoda caerulescens* als regionale „Zielarten" für die Braunkohlenfolgelandschaft des Südraumes Leipzig ableitbar, wobei „Zielarten" als Prioritätensetzungen und nicht als Ausschluss weiterer Organismen im Artenschutz und auch nicht als Ausschluss anderer paralleler Naturschutzziele für einen Bezugsraum verstanden werden (z.B. MÜHLENBERG 1993; ALTMOOS 1997, WALTER et al. 1998): Beide Heuschreckenarten erfüllen methodische „Ausschlusskriterien" einer Zielarteneignung, indem sie gut erfassbar sind, eine Überlebenschance im Bezugsraum haben und dort heimisch sind. Zusätzlich erfüllen *S. caerulans* und *Oe. caerulescens* „Einzelkriterien", die jeweils eine naturschutzstrategische Bedeutung abbilden und wovon mehrere begründbar sind, aber mindestens eines für eine Zielarteneignung erfüllt sein soll. Beide Arten sind (1) überregional gefährdet und (2) sie haben in der Braunkohlenfolgelandschaft der Region einen ihrer überregionalen Verbreitungsschwerpunkte; sowohl ihre

aktuelle Populationsgrössen als auch die hier heraus gearbeitete Habitateignung ist auf vielen Flächen der Region sehr hoch. Die bekannte hohe Bedeutung solcher Landschaften für Naturschutz (z.B. DURKA et al. 1997, MEYER & GROSSE 1997, GEIßLER-STROBEL et al. 1998) wird hiermit weiter spezifiziert. Dies rechtfertigt aufgrund der landschaftsökologischen Eingriffswirkungen von Bergbau nicht neuen Bergbau, doch sollen die begonnenen und für Jahrzehnte andauernden Abbauvorhaben als Chance für Naturschutz erkannt und genutzt werden.

b) Ermittlung der Vorrangflächen: Ein regionales Netzwerk für jede Art

Anhand der heraus gearbeiteten Schlüsselfaktoren im Habitat wird ersichtlich, dass sich die Habitateignung an einer Stelle mit der Sukzession schnell ändern kann; doch kann und muss zum Fortbestand der Arten auf anderen Teilflächen stets eine optimale Habitateignung erfüllt sein. Zudem wird aus der Mobilität der Arten abgeleitet, dass sowohl angrenzende als auch entfernte Flächen der Region für beide Arten erreichbar sind. Daher muss für einen langfristigen Fortbestand für jede der Arten (1) **die ganze Region** über einzelne Flächen hinaus betrachtet werden und für die Region (2) ein **Gebietssystem („Netzwerk") von Vorrangflächen** für jede der Arten ermittelt werden (ALTMOOS 1999a, b): In Vorrangflächen eines Gebietssystemes sollen für jede der Arten Optimalhabitate und hohe Populationsgrössen gehalten oder entwickelt werden. Mit einer natürlich möglichen Änderung von Optimalhabitaten soll auch das Gebietssystem für diese Arten flexibel sein, indem im Laufe der Jahre einzelne Vorrangflächen für *S. caerulans* oder *Oe. caerulescens* gegen andere neu entstehende Flächen ausgetauscht werden. Alle Vorrangflächen sollen sich aber zu jeder Zeit derart zu einer Gesamtheit ergänzen, dass mindestens damit die Erhaltung der Arten in der Region gesichert wird. Mit einem solchen Netzwerk sollen auch „Metapopulationen" erhalten und gefördert werden, sofern diese als natürliche Überlebensstrategie von Arten und nicht als anthropogene Fragmentierungserscheinung regional belegt werden (vgl. z.B. ALTMOOS 1997, KÖHLER 1999); dazu sind zukünftige weitere Untersuchungen nötig, deren Ergebnisse wie jeder andere Kenntnisgewinn zur allmählichen Optimierung des Netzwerkes einfliessen sollen.

c) Massnahmen in Vorrangflächen: Erhaltung und Entwicklung der Habitate

Nachdem durch Ermittlung des Netzwerkes die wichtigsten Flächen für beide Arten bestimmt wurden, sollen **dort** so lange wie möglich die Schlüsselfakoren der Habitateignung erhalten werden, während auf anderen Flächen andere (Naturschutz)Ziele Vorrang haben können:

- Vorrangig soll durch **Zulassen von Erosion,** die in unrekultivierten Braunkohlenfolgelandschaften häufig und oft noch lange abläuft, dynamische und raumzeitlich heterogene Sukzessionslandschaften mit immer wieder geeigneten Habitaten für *S. caerulans* und *Oe. caerulescens* gefördert werden (ALTMOOS & DURKA 1998: „Prozessschutz"). Sanierungstätigkeiten unterbinden aber solche Prozesse auch dort, wo sie ohne Gefährdung von Infrastruktur und Menschen zugelassen werden könnten. Zur Erhaltung unrekultivierter Vorrangflächen sind daher mehr als bisher Einzelabsprachen mit den Sanierungsträgern zu treffen. Neben einer solchen „naturschutzfachlichen

Begleitung der Sanierung", die derzeit schon mit Teilerfolgen kleinräumig stattfindet (z.B. KRUG et al. 1997), muss durch Einflussnahme auf allen Handlungsebenen (z.B. in Bergrecht, Arbeitsplatzpolitik, Akzeptanz) auf die ablaufende grossflächige Nivellierung von Flächen eingewirkt werden, so dass auch grosse unrekultiverte Vorrangräume für Naturschutz möglich sind; dieses ist auch oft volkswirtschaftlich vorteilhafter als eine teure Sanierung und Rekultivierung (ABRESCH et al. 2000).

- Mit **Pflegemaßnahmen** sollen Habitate erhalten und entwickelt werden, wo natürliche Prozesse wie Erosion nicht mehr ausreichen. Die bislang bekannten Pflegeempfehlungen wie das periodische Freiräumen von Flächen (MERKEL 1980, BELLMANN 1993, DETZEL 1998: 385) können in den grossräumigen Bergbaufolgelandschaften aber nur kleinteilig erfolgen (vgl. MEYER & GROSSE 1997). Dennoch kann und soll damit gezielt für *S. caerulans* und *Oe. caerulescens* ein geeignetes Mosaik aus vegetationsfreien Stellen und aus schütterer Vegetation entwickelt werden. Durch noch vorhandenes technisches Grossgerät ist dies in Braunkohlenfolgelandschaften ökonomisch sinnvoll möglich. So kann die als Argument für Sanierung angeführte notwendige Beschäftigung von Bergbaupersonal, die staatlich hoch subventioniert wird, sinnvoll für Naturschutz eingesetzt werden. Dabei ist es möglich und auch erforderlich, die Massnahmen durch vorhandene regionale Naturschutzstellen in Kooperation mit Sanierungsträgern zu steuern, zu überprüfen und weiter zu konkretisieren oder abzuändern - mit Positivwirkung für Umsetzung und Akzeptanz von Naturschutz.

Dank

an Martin Schädler (Halle) für Anregungen, sowie an einen unbekannten Gutachter aus dem Beirat von Articulata für Hinweise zum Manuskript. Birgit Felinks (Leipzig) half durch Korrekturen zum Abstract. Ursula Steffens (Marburg), Sara Hoops, Sylvia Kodeih, Dietlind Schurak (Leipzig) und Sabine Zahn (Mainz) halfen bei den Markierung-Wiederfang-Geländearbeiten zu Heuschrecken. Dr. Hans-Hermann Thulke (UFZ Leipzig) gab Hinweise zur Anwendung logistischer Regressionen. Mit Dietmar Klaus (Ökologische Station Borna-Birkenhain) fand über viele Jahre ein Informationsaustausch zu Heuschrecken im Raum Leipzig statt. Der LMBV (Lausitzer-Mitteldeutsche-Braunkohlen-Verwaltungsgesellschaft mbH) erteilte die Erlaubnis zum Betreten der Flächen.

Verfasser:
Dr. Michael Altmoos
UFZ - Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle
Projektbereich Naturnahe Landschaften und Ländliche Räume
Permoserstrasse 15
D-04318 Leipzig

Literatur

ABRESCH, J.-P., GASSNER, E., VON KORFF, J. (2000): Naturschutz und Braunkohlesanierung. Angewandte Landschaftsökologie 27: 1-427.

ALTMOOS, M. (1997): Ziele und Handlungsrahmen für regionalen zoologischen Artenschutz. Modellregion Biosphärenreservat Rhön. Verlag der Hessischen Gesellschaft für Ornithologie und Naturschutz (HGON); Echzell, 235 S.

ALTMOOS, M. (1999a): Systeme von Vorranggebieten für den Tierarten-, Biotop- und Prozessschutz: Auswahlmethoden unter Einbeziehung von Habitatmodellen für Zielarten am Beispiel der Bergbaufolgelandschaft im Südraum Leipzig. UFZ-Bericht 18/1999; 252 S.

ALTMOOS, M. (1999b): Netzwerke von Vorrangflächen. Ein methodischer Rahmen zur Planung und Optimierung von Gebietssystemen für den Naturschutz. Naturschutz und Landschaftsplanung 31: 357-367.

ALTMOOS, M. & DURKA, W. (1998): Prozeßschutz in Bergbaufolgelandschaften. Eine Naturschutzstrategie am Beispiel des Südraumes Leipzig. Naturschutz und Landschaftsplanung 30: 291-297.

APPELT, M. (1996): Elements of population vulnerability of the blue-winged grasshopper, *Oedipoda caerulescens* (LINNAEUS, 1758). - in: SETTELE, J., MARGULES, C.R., POSCHLOD, P., HENLE, K. (Hrsg.): Species survival in fragmented landscapes. Kluwer, Dordrecht: 320 -323.

BELLMANN, H. (1993): Heuschrecken. Beobachten - bestimmen. Naturbuch, Augsburg, 2. Auflage, 349 S.

BERKNER, A. (1998): Naturraum und ausgewählte Geofaktoren im Mitteldeutschen Förderraum - Ausgangszustand, bergbaubedingte Veränderungen, Zielvorstellungen. in PFLUG, W. (Hrsg.): Braunkohlentagebau und Rekultivierung. Springer, Berlin, Heidelberg, New York: 767-779.

CLAUSNITZER, H.-J. (1999): Bedeutung von Primärhabitaten für die mitteleuropäische Fauna. Schutz von Primär- oder Sekundärhabitaten? Naturschutz und Landschaftsplanung 31: 261-266

DETZEL, P. (1998): Die Heuschrecken Baden-Württembergs. Eugen Ulmer, Stuttgart; 580 S.

DURKA, W., ALTMOOS, M., HENLE, K. (1997): Naturschutz in Bergbaufolgelandschaften des Südraumes Leipzig unter besonderer Berücksichtigung spontaner Sukzession. UFZ-Bericht 22/1997, 209 S.

FELINKS, B., HAHN, B., WIEGLEB, G. (1999): Vegetationstypen der terrestrischen Offenlandbereiche in der Niederlausitzer Bergbaufolgelandschaft. Archiv für Naturschutz und Landschaftsforschung 38: 43-84.

FBM (Forschungsverbund Braunkohletagebaulandschaften Mitteldeutschlands, 1999): Konzepte für die Erhaltung, Gestaltung und Vernetzung wertvoller Biotope und Sukzessionsflächen in ausgewählten Tagebausystemen. - unveröffentlichter Endbericht, Landesamt für Umweltschutz Sachsen-Anhalt & Oekokart GmbH, Halle.

GEIßLER-STROBEL, S., BUGNER, J., FELDMANN, R., GÜNTHER, K., GRAS, J., HERBST, F., SELUGA, K. (1998): Bergbaufolgelandschaften in Ostdeutschland - durch Sanierung bedrohte Sekundärlebensräume. Vorkommen hochgradig bedrohter Tierarten im Tagebau Goitsche bei Bitterfeld. Naturschutz und Landschaftsplanung 30: 106-114.

HOSMER, D.R. & LEMESHOW, S. (1995): Applied logistic regression. Wiley, New York. 307 S.

INGRISCH, S. & KÖHLER, G. (1998): Die Heuschrecken Mitteleuropas. Die neue Brehm-Bücherei Band 629, Westarp Wissenschaften, Magdeburg; 460 S.

KLATT, R. & SCHILITZ, A. (1997): Zur Verbreitung und Ökologie der Baluflügeligen Sandschrecke *Sphingonotus caerulans* (LINNAEUS, 1767) in Brandenburg. Articulata 12: 141-154.

KLAUS, D. (1995): Weitere Fundorte von Ödlandschrecken (Caelifera, Arcrididae) in den bergbaulich geprägten Landschaften südlich von Leipzig. Mauritiana (Altenburg) 15: 301-312.

KLAUS, D. (1998): Spezielle naturschutzfachliche Aspekte. in: PFLUG, W. (Hrsg.): Braunkohlentagebau und Rekultivierung. Springer, Berlin, Heidelberg, New York: 900-915.

KLEINERT, H. (1992): Entwicklung eines Biotopbewertungskonzeptes am Beispiel der Saltatoria (Orthoptera). Articulata-Beihefte 1: 1-117.

KÖHLER, G. (1999): Ökologische Grundlagen von Aussterbeprozessen. Fallstudien an Heuschrecken (Caelifera et Ensifera). Laurenti-Verlag, Bochum (=Habilitationsschrift Universität Jena), 253 S.

KORBUN, T. & REICH, M. (1998): Überlebensstrategien von *Sphingonotus caerulans* (L. 1767) in einer Flusslandschaft mit anthropogen stark veränderter Dynamik (Obere Rhone, Frankreich). Articulata 13: 127-138.

KRUG, H., KLAUS, D., BOTT, U., BELLMANN, A. (1997): Neue Räume für Pflanzen und Tiere. Die Bedeutung des Tagebaurestloches Borna-Ost/Bockwitz für den Natur- und Artenschutz im Südraum Leipzig. in SÄCHSISCHE AKADEMIE FÜR NATUR UND UMWELT (Hrsg.): Naturschutz in Bergbauregionen. Umsetzung von Naturschutzstrategien im Braunkohlebergbau: 99-123.

KÜCHENHOFF, B. (1994): Zur Verbreitung der Blauflügeligen Ödlandschrecke (*Oedipoda caerulescens* L., 1758) im Kölner Raum. Articulata 9: 43-53.

LANDECK, I. & WIEDEMANN, D. (1998): Die Geradflüglerfauna (Dermaptera, Orthoptera) der Niederlausitzer Bergbaufolgelandschaft. Ein Beitrag zur Ökologie und Verbreitung der Arten. Articulata 13: 81-100.

MERKEL, E. (1980): Sandtrockenstandorte und ihre Bedeutung für zwei Ödlandand-Schrecken der Roten Liste. Schriftenreihe Naturschutz und Landschaftspflege 12: 63-69.

MEYER, F. & GROSSE, W.-R. (1997): Sukzession oder Habitatmanagement? Aspekte des Artenschutzes bei der Rekultivierung ostdeutscher Braunkohlentagebaue - dargestellt am Beispiel der Amphibien. Natur und Landschaft 72: 227-234.

MÜHLENBERG, M. (1993): Freilandökologie. Quelle & Meyer, Heidelberg, Wiesbaden, 3. Auflage; 512 S.

POLLER, U. & HÖSER, N. (1993): Zum Vorkommen der Heuschrecken *Sphingonotus caerulans*, *Oedipoda caerulescens* und *O. germanica* in der Bergbaufolgelandschaft zwischen Altenburg/Thüringen und Borna/Sachsen (Saltatoria, Caelifera). Mauritiana 14: 33-36.

RIETZE, J. (1994): Zum Ausbreitungsverhalten von Feldheuschrecken - Erfahrungen, Methoden und Ergebnisse. Articulata 9: 43-58.

SACHS, L. (1997): Angewandte Statistik. Anwendung statistischer Methoden. Springer, Berlin, Heidelberg, New York, 8. Auflage, 458 S.

SÄNGER, J. (1977): Über die Beziehungen zwischen Heuschrecken und der Raumstruktur ihrer Habitate. Zoologische Jahrbücher / Abteilung für Systematik, Ökologie und Geographie der Tiere 104: 433-488.

SAMIETZ, J. & BERGER, U. (1997): Evaluation of movement parameters in insects – bias and robustness with regard to resight numbers. Oecologia 110: 40-49.

SCHÄDLER, M. (1999): Zur Verbreitung, Bestandssituation und Lebensraum der Blauflügeligen Sandschrecke, *Sphingonotus caerulans* (L.), im Östlichen Harzvorland und der Östlichen Harzabdachung mit Bemerkungen zum taxonomischen Status (Orthoptera; Acrididae: Oedipodinae). Faun. Abh. Museum für Tierkunde Dresden 21: 229-238.

WALLASCHEK, M. (1995): Untersuchungen zur Zoozönologie und Zönotopbindung von Heuschrecken (Saltatoria) im Naturraum Östliches Harzvorland. - Dissertation, Biologisch-pharmazeutische Fakultät der Universität Jena, 121 S.

WALTER, R., RECK, H., KAULE, G., LÄMMLE, M., OSINSKI, E., HEINL, T. (1998): Regionalisierte Qualitätsziele, Standards und Indikatoren für die Belange des Arten- und Biotopschutzes in Baden-Württemberg. Das Zielartenkonzept - ein Beitrag zum Landschaftsrahmenprogramm des Landes Baden-Württemberg. Natur und Landschaft 73: 9-25.

ZÖLLER, S. (1995): Untersuchungen zur Ökologie von *Oedipoda germanica* (Latreille 1804) unter besonderer Berücksichtigung der Populationsstruktur, der Habitatbindung und der Mobilität. Articulata 19: 21-59.